

# RESTAURACIÓN DE POBLACIONES DE PLANTAS AMENAZADAS

Adrián Escudero<sup>1</sup> y José María Iriondo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Área de Biodiversidad y Conservación. ESCET. Universidad Rey Juan Carlos. c/Tulipán s/n Móstoles 28903. Correo electrónico: a.escudero@escet.urjc.es

<sup>2</sup>Departamento de Biología Vegetal. E.U.I.T. Agrícola. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid 28040. Correo electrónico: iriondo@ccupm.upm.es

1. Introducción.....	
2. Situación en España .....	
3. Conexión entre la Ecología de la Restauración y la Biología de la Conservación.....	
4. Una actividad con resultados poco esperanzadores .....	
5. ¿Cuándo debe realizarse una reintroducción? .....	
6. La necesidad de una evaluación preliminar para determinar el estado de conservación y grado de amenaza real .....	
6.1 Evaluación ecológica y genética.....	
6.2 Modelos de viabilidad demográfica.....	
6.3 ¿Cómo pueden ser contruidos los PVAs?.....	
7. Desarrollo y planificación del proyecto de restauración .....	
7.1 Planteamiento de objetivos y evaluación del éxito .....	
7.2 Selección de localidades donde llevar a cabo las reintroducciones.....	
7.3 Material vegetal de partida .....	
7.4 Tamaño y número de las poblaciones a crear.....	
7.5 Estructura espacial de las plantas reintroducidas .....	
7.6 Monitorización.....	
7.7 Otras consideraciones .....	
8. Conclusiones .....	

## Resumen

*Una de las herramientas de mayor potencial en la gestión para la conservación de plantas amenazadas es la restauración de poblaciones. Esta actividad incluye acciones de reintroducción y acciones de reforzamiento de poblaciones. En este trabajo evaluamos los aspectos biológicos de este tipo de estrategias de restauración. Discutimos el porqué el éxito de estas acciones ha sido hasta el momento bastante escaso y cuáles han de ser los pasos a seguir para que estas actuaciones puedan conseguir los objetivos que se proponen. Es necesario cubrir una serie de etapas preliminares antes de comenzar a desarrollar las acciones. Debemos saber el estado real de las poblaciones y especies con las que estamos trabajando. Ello exige una evaluación autoecológica, demográfica, la construcción de modelos de viabilidad, la evaluación de la diversidad genética y la detección de los factores que determinan el declive de estas poblaciones. Sólo cuando se disponga de esta información se puede proceder a desarrollar proyectos de esta naturaleza. El desarrollo de proyectos de restauración de esta naturaleza exige el análisis detallado de aspectos muy variados. Es necesario de*

*establecer los objetivos del proyecto y de cómo se van a evaluar. Hay que localizar las localidades donde se va actuar, así como el origen del material con el que vamos a trabajar. Tenemos que resolver cuestiones técnicas relativas a cómo plantar o sembrar el material, cuantas poblaciones recrear, como minimizar los factores que han determinado el declive, como resolver los problemas de financiación, etc. En definitiva se trata de presentar una herramienta de extraordinaria pujanza y amplias posibilidades de desarrollo en nuestro país.*

**Palabras clave:** *Análisis de Viabilidad, bancos de Germoplasma, biología de Conservación de plantas, éxito, flora amenazada, genética de poblaciones, introducción, mitigación, metapoblaciones, monitorización, reforzamiento, reintroducción, translocación.*

## 1. Introducción

Desde el punto de vista de la gestión para la conservación de especies raras o amenazadas una de las primeras herramientas de mayor relevancia es la restauración de poblaciones (Maunder 1992). Dado que los hábitats naturales están siendo destruidos por todo el mundo a un ritmo elevado, el valor de esta alternativa de manejo va ganando peso, al tiempo que desaparecen los lugares a proteger (Falk *et al.* 1996). Estamos abocados a tener que considerar entre las decisiones de gestión para la conservación acciones de reintroducción o restauración que permitan la obtención de poblaciones viables con la funcionalidad ecológica, demográfica y evolutiva de las poblaciones naturales de la especie. No obstante, ¿poseemos en la actualidad los conocimientos adecuados para llevar a buen fin estas actuaciones? El objetivo de este seminario es indicar cuál es el estado actual de conocimientos que sobre dicha cuestión disponemos.

Estas actuaciones requieren una aproximación necesariamente multidisciplinar (Falk *et al.* 1996) que va más allá de las limitaciones biológicas de la especie y geográficas de las localidades de actuación, ya que necesitan la evaluación y, a veces, la creación de un marco social y político adecuado. En este trabajo abordaremos los aspectos biológicos y geográficos, aunque los otros condicionantes son de tanta trascendencia como los que vamos a analizar (McDonald 1996).

La primera pregunta que ha de plantearse es qué entendemos por restauración de poblaciones. La IUCN (1998) en un intento por aclarar el complejo entramado terminológico existente hasta la fecha, definió los siguientes conceptos como acepciones parciales de lo que debemos entender por restauración:

- **Reintroducción:** acción de establecer una especie en un área que fue en algún momento parte del rango histórico de la especie pero de la que ha sido eliminada o ha llegado a extinguirse.
- **Reforzamiento:** traslado de individuos a nuevas localidades donde ya existe la especie.
- **Translocación** es básicamente un reforzamiento pero cuando los individuos que se utilizan proceden de poblaciones naturales.
- **Introducciones benignas:** intento de establecer una especie, con un objetivo claro de conservación, en una nueva localidad donde en realidad no existe constancia de que la especie haya estado nunca.

Bañares (1994) distingue *repoblación* cuando la introducción se realiza en un lugar próximo a las localidades conocidas sin lo que él denomina aislamiento geográfico, de *implantación* cuando las condiciones ambientales son parecidas pero la localidad no está próxima. En nuestra opinión se trata de un gradiente donde resulta muy difícil situar los límites (ver Bañares *et al.* 2001). Por otro lado, la frontera entre *translocación* e *introducción benigna* no está clara para todos los autores, de manera que es en este punto donde más divergencias aparecen. Algunos autores indican que una *translocación* sería también el traslado de una población a una nueva localidad.

Aunque todas estas actividades constituyen el abanico de posibilidades que conforman la *restauración de especies raras o amenazadas* (Maunder 1992, Gordon 1994), la mayor parte de los autores reducen el ámbito de esta disciplina a lo que arriba hemos denominado *reintroducción y reforzamiento*. En este sentido, algo más restrictivo, la restauración de plantas amenazadas tendría como objetivo el establecimiento de nuevas poblaciones o el reforzamiento de las poblaciones existentes para garantizar la viabilidad a largo plazo de la planta rara o amenazada.

El tema de la *translocación* suele relegarse al ámbito de la *mitigación*, que constituye un tema de peso específico, de fuerte controversia, pero con un gran potencial en el contexto de la conservación de especies amenazadas. Algunos autores incluyen la *translocación* de poblaciones naturales como una posibilidad más en términos de restauración (Hall 1987, Gordon 1994). Así, cuando una actividad antrópica (construcción de infraestructuras viarias, embalses, desarrollos urbanísticos, etc.) resulta incompatible con la existencia de poblaciones de especies raras o amenazadas, cabe la posibilidad de mover las poblaciones a localidades próximas (Berg 1996). Tal como señala Guerrant (1996) además de las dificultades de carácter ético que presentan estas iniciativas, los resultados de las actuaciones de las que se dispone de información han sido mayoritariamente negativos (Hall 1987), si bien también se han señalado algunos éxitos relacionados sobre todo con la translocación de humedales (Zelder *et al.* 1993, Howald 1996). En cualquier caso, Howald (1996) señala nuevos problemas asociados a proyectos previamente considerados exitosos con relación a translocaciones de esta naturaleza, como son la introducción de táxones que eran desconocidos en las nuevas localidades o la mezcla de material genético. Dadas las especiales características y dificultades de las operaciones de mitigación, tanto desde el punto de vista biológico y técnico como político, no trataremos el tema en este seminario ya que merece un análisis en profundidad que no sólo se centre en las especies amenazadas. En cualquier caso, este tipo de actuaciones, por lo menos en relación con plantas raras, no han sido implementadas en España, aunque en este momento se desarrolla un proyecto ambicioso para la translocación de una buena parte de las poblaciones portuguesas conocidas de *Narcissus cavanillesii* (**Foto 1**), cuyo hábitat original va a quedar inundado a consecuencia de la construcción del embalse de Alqueva en el tramo portugués del río Guadiana (Draper *et al.* 2001).

## **2. Situación en España**

La primera cuestión que cabe plantearse es si la situación actual en nuestro país demanda la utilización de este tipo de actuaciones. Dado el preocupante estado de conservación de la flora ibérica y macaronésica la respuesta es afirmativa, si bien esto no implica que su aplicación se deba llevar a cabo de forma extensiva. La necesidad de garantizar la conservación del enorme patrimonio vegetal de nuestro país parece indiscutible (Barreno *et al.* 1984, Simón 1994, Morillo y Gómez-Campo 2000), máxime si tenemos en cuenta que el número de endemismos de plantas vasculares que hay en España se sitúa por encima de los 1200, y que de éstos al menos 600 han sido incluidos en los diferentes libros

rojos (Barreno *et al.* 1984, Gómez Campo 1987, 1996, 1997). En el momento presente se está desarrollando un ambicioso proyecto denominado Atlas de Flora Amenazada (AFA) auspiciado por el Ministerio de Medio Ambiente. Con él se está poniendo al día la información disponible sobre cada taxon raro y amenazado de la flora vascular, asignando nuevas categorías de amenaza a la luz de la nueva información disponible y con base en los nuevos sistemas de clasificación de la IUCN. Los resultados preliminares de este proyecto, en el cual han participado 104 especialistas y 39 instituciones (A.A.V.V., 2000), presentan una situación francamente preocupante, con quince táxones extintos -de los cuales 6 pertenecen a la Península y Baleares-, y otros muchos al borde de la extinción. El número de táxones que se recoge es de 1414, de los cuales 408 están catalogados como en peligro crítico (CR) o en peligro (EN). Además, esta lista preliminar con toda probabilidad va a ser ampliada. Un ejemplo ilustrativo es *Clypeola eriocarpa*, una crucífera anual y endémica del centro peninsular de la que existían numerosas referencias bibliográficas y testimonios de herbario hasta principios del siglo XX, y de la que el último testimonio conocido es de hace más de 30 años, un pliego de herbario del Dr. Fernández Casas incluido en el Real Jardín Botánico de Madrid. Después de una búsqueda sistemática por nuestro equipo en las localidades originales, la planta no ha sido encontrada. La situación se torna desesperanzadora si tenemos en cuenta que no existen muestras de semillas de esta especie almacenadas en ninguno de los bancos de germoplasma dedicados a la conservación de plantas silvestres (**Foto 2**).

Las plantas al borde de la extinción o gravemente amenazadas son buenas candidatas para merecer, entre otras medidas de gestión de conservación, y siempre que se den las condiciones necesarias, tanto acciones de reintroducción en localidades históricas como introducciones benignas.

Tal como se plantea en el contexto internacional, la restauración de poblaciones es una herramienta de gran potencial a disposición de los gestores de la biodiversidad. Sin embargo, no son muchos los proyectos que se han desarrollado en España y son menos los que han visto la luz en forma de publicación o informe técnico de acceso público. El trabajo más pionero que cumple estas condiciones se debe a Saínz-Ollero y Hernández-Bermejo (1979), los cuales utilizaron material del Banco de Germoplasma del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad Politécnica de Madrid para reintroducir plantas como *Coincya rupestris* o *Lysimachia minoricensis*. En la actualidad debe señalarse el extraordinario trabajo desarrollado por el equipo de Bañares en el entorno de la Red de Parques Nacionales de las Islas Canarias (Bañares 1994, Bañares *et al.* 2001), donde se han realizado actuaciones con plantas como *Helianthemum juliae*, *Cistus osbaeckiaefolius*, *Echium acanthocarpum* y *Sambucus palmensis*. La reintroducción de *Lysimachia minoricensis* a partir de ejemplares conservados en jardines botánicos es también un proyecto relevante y de un contrastado valor didáctico (Fraga 2000, Fraga *et al.* 2001). En este caso se desconoce la ubicación de las poblaciones naturales, de manera que formalmente se trata de introducciones benignas. Además, se han desarrollado algunas actuaciones más, pero sin que hasta el momento hayan visto la luz en publicaciones de carácter científico o técnico, como las reintroducciones en principio exitosas de *Diploaxis siettiana* en la isla de Alborán llevadas a cabo a finales de los 90 por el grupo del Dr. Mota de la Universidad de Almería con el apoyo de la Agencia de Medio Ambiente (AMA) de la Junta de Andalucía. Igualmente la Generalitat Valenciana desarrolla un ambicioso programa de reintroducciones con actuaciones que afectan a poblaciones valencianas de al menos diez táxones (Laguna *et al.* 2001).

La ley de Conservación de la Naturaleza de 1989 recoge un catálogo de especies amenazadas – 132 táxones de flora- en el que se incluyen especies agrupadas en cuatro categorías inspiradas en las categorías de la IUCN. Esta ley indica la obligatoriedad de que cada comunidad autónoma diseñe

planes de recuperación para todas aquellas especies del catálogo que aparezcan en sus territorios. Este marco legal, junto con la aparición de varias publicaciones notables en las que se discutía las bases para el desarrollo de dichos planes de recuperación (Machado 1989, Bañares 1994, Bañares *et al.* 2001), hacían presagiar una explosión de planes de esta naturaleza. Hoy en día podemos afirmar que el éxito en términos de fauna ha sido relativo, pero no así en el caso de la flora (Morillo y Gómez-Campo 2000). Son muy pocos los planes de recuperación de plantas amenazadas que a día de hoy han sido aprobados: el plan de recuperación de *Borderea chouardii*, un endemismo rupícola gravemente amenazado del Pirineo aragonés (García 1997), el de *Ligusticum huteri*, una planta balear de la que se conocen menos de 50 individuos (Gradaille 2000), o el de cuatro elementos catalogados como en peligro crítico en el ámbito geográfico castellano-manchego (*Sideritis serrata*, *Helianthemum polygonoides*, *Atropa baetica* y *Coincya rupestris*) cuyos planes han sido redactados por el equipo del Dr. Herranz de la Universidad de Castilla-La Mancha y que han comenzado a implementarse recientemente. Nuestro equipo ha comenzado a producir plantas a partir de semilla para estudiar el posible reforzamiento de alguna de las poblaciones de Cañamares (Guadalajara) de *Erodium paularense*, al amparo del plan de recuperación de dicha especie que acaba de ser aprobado por la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (Foto 3). Finalmente, hay que señalar el desarrollo de varios planes de recuperación -*Helianthemum cirae*, *Bencomia exstipulata*- en el ámbito geográfico de los parques nacionales canarios.

No significa esto, sin embargo, que no se esté trabajando para salvaguardar y conservar nuestro patrimonio vegetal (Anonymous 1999). Muy al contrario, se ha observado un incremento exponencial de iniciativas en este campo en los últimos años. Así, al menos 7 comunidades autónomas han desarrollado estrategias para la conservación de la flora amenazada de sus territorios (ver Sainz-Ollero *et al.* 1996 para Aragón), y muchas más las que han propuesto sus propios catálogos de especies amenazadas. Mención especial merece el entusiasta trabajo de Emilio Laguna (Laguna *et al.* 2001) en la comunidad valenciana, el cual está realizando una labor de conservación de flora de repercusión internacional, entre la que sin duda podemos destacar la creación y mantenimiento de una extensa red de microrreservas diseñadas para conservar plantas raras o con problemas de conservación. Pese a todo queda por recorrer un largo camino para que se pueda garantizar la conservación *in situ* de todo nuestro patrimonio vegetal.

### 3. Conexión entre la Ecología de la Restauración y la Biología de la Conservación

Antes de comenzar a detallar los aspectos biológicos de la restauración de plantas amenazadas resulta imprescindible enmarcar conceptualmente esta actividad científico-técnica que se sitúa a caballo de la Biología de la Conservación y la Ecología de la Restauración (Dodson *et al.* 1997). La conexión entre estas dos disciplinas emergentes, de enorme pujanza y potencial de crecimiento (Soulé 1986, Jordan *et al.* 1987), parece fácil de establecer pese a las diferencias que todavía presentan. Tal como señala Young (2000), las diferencias se refieren a: a) los niveles de organización sobre los que trabajan son diferentes, genéticos o poblacionales en el caso de los biólogos de la conservación y en el nivel de comunidad en el caso de los ecólogos de la restauración; b) los grupos taxonómicos sobre los que preferentemente trabajan o el modo de aproximarse al objeto de estudio son también distintos, plantas y experimentación si se trata de Ecología de la restauración y animales o modelización teórica si el objetivo es la Biología de la Conservación. En cualquier caso estas diferencias son coyunturales y no marcan diferencias conceptuales de mayor calado.

Parece incuestionable que la ecología de la restauración comprende un continuo que va desde el aumento en el número de efectivos de una población de una especie concreta en el ámbito de un ecosistema poco modificado, hasta la reconstrucción de comunidades completas (Montalvo *et al.* 1997). Es en el primer extremo donde la conexión con la biología de conservación resulta más sencilla de establecer. Así, la reintroducción de poblaciones de plantas raras (Ecología de la Restauración) es una de las alternativas de gestión posibles como procedimiento para reducir el riesgo de extinción (Biología de la Conservación).

Young (2000) afirma que las modificaciones que se van a ir produciendo en los paradigmas básicos de la Biología de la Conservación durante los próximos años van a desembocar en la ecología de restauración, de tal punto que el futuro de la Biología de Conservación necesariamente pasa por la restauración ecológica (van Diggelen *et al.* 2001, Verhoeven 2001). Quizás sea una afirmación demasiado especulativa y aventurada, pero no cabe duda de la convergencia de objetivos y metodología entre ambas disciplinas en un futuro próximo. En definitiva, la restauración de poblaciones de especies amenazadas permite establecer la conexión directa entre dos disciplinas, para las que por otra parte la mayor parte de los autores predicen una fusión de intereses (Primack 1998).

#### **4. Una actividad con resultados poco esperanzadores por el momento**

Aunque la empresa parece prometedora, son muy pocos los casos en los que se ha conseguido crear nuevas poblaciones viables (Pavlik *et al.* 1993, Primack y Drayton 1997). Dado este bajo nivel de éxito, algunos autores de forma explícita señalan que la restauración de plantas amenazadas, al menos hoy en día, no es una herramienta válida para la conservación y gestión *in-situ* de las poblaciones naturales (Morgan 1999, Gilfedder *et al.* 1997). Es más, Morgan (1999) indica que es necesario un conocimiento mucho mayor de las peculiaridades del reclutamiento de las poblaciones recreadas antes de que estas técnicas merezcan un mayor interés por parte de los biólogos de la conservación.

¿Cuáles son las razones para un fracaso tan abultado? El primer problema con el que nos enfrentamos es la falta de información disponible. Las numerosas actuaciones que se han venido haciendo a lo largo de las últimas décadas en los países más avanzados, fundamentalmente de la mano de ingenieros agrónomos, forestales y otros gestores del territorio, no han sido dadas a conocer. Mehrhoff (1996) describe con detalle este problema en el contexto de las islas Hawaii, donde desde 1910 se vienen realizando acciones de restauración de especies con problemas de conservación. Prácticamente la totalidad han fallado, pero lo más preocupante es que no podemos aprender de dichos fallos porque no existe documentación sobre las actuaciones. Fiedler y Laven (1996) señalan que el elevado porcentaje de fracasos es el resultado de la limitada disponibilidad de recursos financieros y los cortos márgenes temporales empleados para el desarrollo de los proyectos, y, más importante, la falta de una evaluación y seguimiento biológico que permitan implementar planes estratégicos con una mayor probabilidad de éxito.

Afortunadamente, hoy en día se ha tomado conciencia de esas dificultades y desde hace unos 10 años se vienen desarrollando actuaciones que soslayan, o al menos intentan reducir, estas limitaciones. A continuación comentaremos los pasos que debería cubrir cualquier proyecto de restauración. No se trata de establecer un protocolo de obligado cumplimiento porque como ya hemos indicado cada proyecto debe ser específico, pero sí de señalar una serie de cuestiones que deben ser tenidas en cuenta.

## 5. ¿Cuándo debe realizarse una reintroducción?

Ésta es la primera pregunta que debe plantearse. Las actuaciones de reintroducción no son herramientas que deban aplicarse de forma sistemática en las estrategias de conservación de especies amenazadas. Dado el riesgo de posibles repercusiones negativas, genéticas y ecológicas, sobre la especie y el ecosistema, el coste de la operación y la probabilidad de fracaso, la reintroducción de poblaciones sólo debe plantearse como último recurso cuando el resto de medidas de conservación *in situ* se han mostrado poco eficaces y está comprometida la supervivencia de la especie. Esta decisión debe ser considerada con sumo cuidado dadas las incertidumbres que conlleva.

Aunque la respuesta debe ser particular para cada taxon y lugar, podemos hacer algunas recomendaciones de carácter general. Por supuesto, la falta de material genético de calidad para realizar la actuación es un requisito que puede obviar el resto de consideraciones.

Cuando la especie está extinta o prácticamente desaparecida en la naturaleza y se dispone de material genético apropiado nos encontraríamos ante un candidato, en principio, adecuado para desarrollar este tipo de proyectos. En este caso, pero también en los demás, es necesario que se desarrolle una prospección sistemática del territorio en tiempo y espacio que garantice que el status es definitivo. Otros candidatos corresponderían a aquellas especies con escasas poblaciones de las que tenemos la certeza de que se está produciendo un grave declive poblacional y en las que su riesgo de extinción parece inminente, medido a ser posible con la construcción de modelos demográficos.

Otras situaciones que son susceptibles de merecer este tipo de aproximaciones son aquéllas en las que se tiene constancia de que los factores que reducen la viabilidad de la especie pueden ser minimizados con esta técnica. Por ejemplo, contextos metapoblacionales en los cuales la inclusión de nuevas poblaciones puente o la habilitación de localidades susceptibles de ser colonizadas puede aumentar la viabilidad de la especie. También situaciones en las que un simple reforzamiento puede aumentar el éxito reproductivo de una planta al incorporar nuevos alelos de autoincompatibilidad cuya combinación homocigótica determina el fracaso del nuevo embrión, o reducir los efectos de la depresión endogámica. Las actuaciones de reforzamiento de poblaciones existentes deben ser contempladas todavía con mayor cautela si cabe que las operaciones de reintroducción. En estos casos, frente al posible incremento en la viabilidad de la población hay que sopesar el efecto de la alteración de las frecuencias alélicas si se utiliza material genético procedente de la misma población y la pérdida de la identidad genética original, así como el riesgo de depresión exogámica, cuando el material procede de poblaciones distintas.

Algunos autores (Falk *et al.* 1996) sugieren situaciones adicionales en las cuales puede resultar apropiado llevar a cabo este tipo de actuaciones, como la ausencia de poblaciones de especies amenazadas en espacios protegidos. Por ejemplo, Gordon (1996) informa de una actuación llevada a cabo por *The Nature Conservancy* en Florida para introducir *Conradina glabra*, una especie gravemente amenazada, en un espacio protegido del que dicha organización no gubernamental ostenta la titularidad, sencillamente porque las localidades conocidas de la planta estaban ubicadas en terrenos privados. Otros autores han señalado como posibles candidatos aquellas plantas que se enfrentan a escenarios de cambio climático que pueden condicionar seriamente su viabilidad (Kutner y Morse 1996). En nuestra opinión, todos estos condicionantes deben ser tenidos en cuenta en un contexto más amplio pero desde luego no creemos que sean suficientes si se utilizan como único criterio para recomendar una actuación de este tipo.

Finalmente, un problema que se puede presentar es el de cómo priorizar las actuaciones si el número de candidatos que requieren este tipo de restauraciones es elevado. Esta situación se da con cierta frecuencia en islas. Para este caso se ha propuesto la utilización de un sistema de baremación multicriterio que establezca un orden de prioridad. Algunos de los criterios propuestos han sido razón de amenaza, razón científica, razón ecológica o razón legislativa. Bañares (1994), modificando una propuesta de Machado (1989), concluye que los primeros táxones susceptibles de recibir este tipo de tratamientos en el ámbito de las parques nacionales canarios son, de forma ordenada, *Sambucus palmensis*, *Myrica rivas-martinezii*, *Aeonium gomeræ* e *Ilex perado* subsp. *lopezlilloi*.

## **6. La necesidad de una evaluación preliminar para determinar el estado de conservación y grado de amenaza real**

La restauración de plantas raras o amenazadas requiere un profundo conocimiento de la historia biológica de la especie, de la dinámica de sus poblaciones y de las complejas interacciones que se establecen entre factores internos y externos a nivel de la comunidad ecológica. Coincidimos con Pavlik (1994) en que para garantizar la conservación de una planta amenazada al menos es necesario disponer de una información demográfica que permita saber el potencial de la especie para mantener su tamaño poblacional y, en segundo lugar, identificar aquellos factores propios y externos que son responsables del declive de una población. Ambas cuestiones permiten superar las limitaciones de lo que Caughley (1994) denominó paradigmas enfrentados de la Biología de la Conservación, el llamado paradigma de la población que decae y el denominado paradigma de la población pequeña, que en realidad no son más que un reflejo del marco científico desde el que se han acercado diferentes investigadores al problema de la conservación –genetistas *versus* ecólogos– (Schemske *et al.* 1994). Para los primeros lo único realmente crucial es el tamaño de la población, ya que cuanto menor sea éste, mayor será la probabilidad de que se presenten problemas de conservación como consecuencia de los efectos de la deriva genética u otros relacionados como la depresión por endogamia. En el otro extremo, lo único importante es desvelar cuáles son los factores que determinan el declive de una población. Desde esta perspectiva, dichos factores son exclusivamente ecológicos o demográficos. Hoy en día, los biólogos de la conservación tenemos claro que ambos paradigmas son caras de la misma moneda. Por ello, la evaluación de los factores que condicionan la viabilidad de una especie o población debe cubrir los de carácter ecológico y demográfico y también los genéticos (Schemske *et al.* 1994). Por otro lado, en la evaluación de la viabilidad de una especie, no podemos dejar de tener en cuenta que a veces la especie existe en un contexto metapoblacional (McEachern *et al.* 1994, 2000, Rowland y Maun 2001). En estos casos, el conocimiento de los factores que determinan una dinámica metapoblacional y condicionan la viabilidad de la planta debería ser también un objetivo expreso cuando se realiza la evaluación biológica.

Como recomendación general podemos afirmar que si no existe esta información no vale la pena comenzar un proyecto de reintroducción, especialmente en el caso de especies muy amenazadas para las que la disponibilidad de material genético es muy limitada. Primack (1996) indica que cualquier esfuerzo de restauración para la conservación debería pretender imitar los procesos naturales de la planta, al menos en términos de dispersión y de establecimiento, lo cual implica saber cómo las plantas producen sus nuevas poblaciones. Este conocimiento permite una selección más eficaz de los sitios de actuación, de la preparación del terreno y de la selección de los materiales genéticos. Si no se dispone de esta información lo mejor es posponer la actuación porque las probabilidades de éxito serán mínimas.



En esta fase preliminar pueden distinguirse esencialmente dos etapas: evaluación ecológica y genética y desarrollo de modelos de viabilidad poblacional.

### 6.1. Evaluación ecológica y genética

El primer paso comprende aspectos de autoecología y corología o distribución geográfica. Para ello recomendamos la lectura del manual que en el marco del proyecto Atlas de Flora Amenazada (AFA) hemos desarrollado (Iriando *et al.* 2001) o la guía de actuación propuesta por Bañares (1994) para la implementación de planes de recuperación de plantas amenazadas. De forma sintética es necesario cubrir al menos los siguientes hitos. En primer lugar hay que recopilar toda la información bibliográfica disponible sobre el taxon, no sólo ecológica, sino también taxonómica, aspecto crucial y que lamentablemente ha sido pasado por alto en numerosas ocasiones, y corológica. El objetivo corológico debe completarse con la consulta de los herbarios oficiales, al menos los más importantes para los territorios prospectados o para el taxon en cuestión. Posteriormente, es necesario evaluar la situación real de la planta en condiciones de campo. Ello permitirá acotar las poblaciones existentes, las relaciones espaciales entre ellas, la densidad de individuos, la estructura demográfica de cada población -clases de edad y distribución espacial de los individuos-, espectro de microbiotopos utilizados e incluso detección de variaciones ecotípicas entre los individuos. Tan importante como la constatación de la presencia del taxón es la certificación de la ausencia de la planta en una determinada localidad. Para ello resulta fundamental señalar tanto la presencia detectada como la ausencia. Estudios tan sencillos y en principio relativamente baratos pueden modificar de forma extraordinaria la percepción que tenemos sobre un supuesto problema de conservación. Por ejemplo, Arteaga *et al.* (1999) indican los resultados obtenidos tras la prospección sistemática del territorio para evaluar el estado real de *Armeria euskadensis*, una planta supuestamente en peligro extremo de extinción y como tal catalogada. Los resultados mostraron que el número de poblaciones y de individuos estaba muy por encima de lo anteriormente estimado. La divergencia probablemente era consecuencia del hábitat en que vive la planta, acantilados marinos, los cuales resultan muy difíciles de prospectar. En este caso el desarrollo de un protocolo de reintroducción hubiera podido ser considerado como un auténtico despropósito. Se puede dar la situación contraria, como ya hemos ejemplificado con el caso de *Clypeola eriocarpa*. Esta especie había sido catalogada como vulnerable (VU), una categoría intermedia en la escala propuesta por la IUCN, y que tras nuestro trabajo parece constatar su desaparición, salvo que su presencia en estado durmiente en el banco de semillas de las localidades originales o su aparición en nuevas localidades no prospectadas permitan recuperar esta especie.

Cuando exista certeza de que nos enfrentamos a un problema serio de conservación -extrema rareza o declive demográfico notorio- será necesario intentar localizar aquellos factores que determinan la existencia de este problema. En esta fase generalmente se han venido llevando a cabo aproximaciones de tipo ecológico que se han centrado en el estudio de determinados procesos clave del ciclo vital como son el éxito reproductivo, incluyendo no sólo la producción de frutos y semillas y su dispersión, sino también la evaluación de los sistemas de cruzamiento o incluso la posible existencia de mecanismos de autoincompatibilidad, o aspectos relacionados con la biología de reclutamiento como son la germinabilidad o la necesidad de sitios seguros para reclutar nuevos individuos. Existen varias revisiones que tratan todo lo relacionado con la evaluación de la Biología reproductiva y los mecanismos de establecimiento (Falk y Holsinger 1991, Bowles y Whelan 1994, Schemske *et al.* 1994). Afortunadamente cada vez son más las plantas españolas en las que se está evaluando desde una perspectiva ecológica el declive demográfico o la rareza, por ejemplo, *Delphinium bolosii* (Bosch *et al.*

1998), *D. alpinum* (Simon *et al.* 2001), *Petrocoptis viscosa* (Navarro y Guitián 2002) y *Echium acantocarpum* (Marrero-Gómez *et al.* 2001). A esto hay que sumar la actividad desarrollada por nuestro propio grupo en plantas como *Erodium paularense* (Albert *et al.* 2001) o *Antirrhinum microphyllum* (Torres *et al.* 2002).

Por otro lado, la correcta diagnosis de la situación de una planta puede requerir en muchas ocasiones de forma complementaria o incluso prioritaria el desarrollo de estudios genéticos, especialmente cuando nos enfrentamos a situaciones de extrema rareza (Falk y Holsinger 1991, Schemske *et al.* 1994). A veces no resulta tan trascendental conocer la cantidad de diversidad genética existente como la forma en que esa diversidad aparece estructurada espacialmente, tanto entre poblaciones como dentro de las mismas, a la hora de comprender el porqué de un declive y, sobre todo, para poder atajar en términos de gestión el problema que suponen procesos como la deriva genética. La deriva en poblaciones pequeñas puede llevar asociada otros efectos genéticos perniciosos como la depresión por endogamia o, incluso, la pérdida de la flexibilidad evolutiva. Todos estos factores por sí solos pueden explicar la existencia de declives demográficos y aumentar la probabilidad de extinción de poblaciones de tamaño reducido. El conocer la capacidad que tiene un sistema de metapoblaciones de incorporar diversidad genética vía migración puede ser muy importante, de manera que es un aspecto que merece la pena evaluar en esta fase preliminar.

A muchos responsables de la conservación de plantas puede parecerles que estas necesidades de información son teóricas e indiscutibles, pero que su obtención se encuentra muy lejos de las posibilidades de financiación y logística de que disponen. Sin embargo, cada vez resulta más sencillo y barato el estimar diversidad genética mediante la utilización de marcadores moleculares de uso universal (ver Snow y Parker 1998 y Newton *et al.* 1999 para una discusión de los pros y contras de cada una de estas técnicas) y la distribución espacial de esta diversidad genética a diferentes escalas (Escudero *et al.* 2001). Los requerimientos de infraestructura también son pequeños, de manera que en muchas ocasiones es posible que los centros encargados de velar por la conservación incorporen pequeños laboratorios donde evaluar la diversidad genética. El número de trabajos que con esta perspectiva se ha desarrollado en España hasta la actualidad no es muy grande, pero muestra un aumento significativo día a día (Prentice 1984, Palacios y González-Candelas 1997a, 1997b, Martín *et al.* 1997, 1999, Calero *et al.* 1999, Ibañez *et al.* 1999, Mateu-Andrés 1999, Martín y Hernández-Bermejo 2000).

## 6.2. Modelos de viabilidad demográfica

Uno de los objetos centrales de discusión de la Biología de la Conservación ha sido la diferenciación entre poblaciones de tamaño pequeño, pero que no tienen por qué sufrir una pérdida de efectivos, y aquellas poblaciones, no necesariamente pequeñas, con tasas de crecimiento negativas. Los escenarios a los que nos enfrentamos en cada caso parecen al menos inicialmente diferentes. Resulta necesario evaluar la situación demográfica de una población y su proyección futura -viabilidad- para decidir entre un elenco de posibles alternativas de gestión. Un concepto muy útil en este tipo de cuestiones de conservación, aunque no exento de controversia, es el de *Población Mínima Viable* que según Shaffer (1981) podría definirse como el tamaño que debe poseer una población aislada para tener un 99% de probabilidad de persistir durante al menos 1000 años. Todo ello a pesar de la aleatoriedad demográfica, ambiental o genética que pueda sufrir dicha población. En realidad es un concepto que en gestión de conservación es muy valioso porque nos indica cuál es el tamaño mínimo que debe poseer una

población en un momento y lugar específico, para ser viable a largo plazo. Este valor no tiene porqué constituir el número de individuos a considerar para crear una nueva población, pero según Pavlik (1996), debería constituir el horizonte de abundancia de la actuación de restauración a largo plazo. Los valores de PMV no son fáciles de establecer porque en principio son específicos para cada población y especie en función de las condiciones reinantes en un determinado momento y lugar. Además existen estimaciones diferentes según utilicemos aproximaciones genéticas o demográficas. No obstante, con la prudencia que sugiere este tipo de valoraciones, podemos utilizar algunas generalizaciones que han sido contrastadas y propuestas por diferentes autores (CPC 1991, Mace y Lande 1991, Given 1994). Desde una perspectiva genética, los valores propuestos varían entre 50 y 2500, al menos para plantas vasculares. Así, aquellas plantas que recurren con exclusividad a autoincompatibles estrictas (alógamas autoincompatibles) necesitan poblaciones mayores para ser viables que las plantas que se autofecundan. Los valores de PMV son mayores en plantas anuales, plantas herbáceas y plantas con ambientes inestables que en plantas perennes, plantas leñosas y plantas que viven en ambientes estables, respectivamente. De la misma manera, la MVP es mayor cuando la viabilidad de las semillas es corta, si la planta no tiene capacidad de crecimiento vegetativo o si la fecundidad es baja.

Una forma de evaluar la dinámica poblacional existente y proyectar su evolución futura es a través del Análisis de Viabilidad Poblacional, basado en el desarrollo de modelos demográficos. La construcción de estos modelos permite estimar el PVM de la población estudiada, evaluar la tendencia poblacional en ausencia de la intervención de los gestores y, finalmente, identificar cuáles son los mecanismos de gestión, incluyendo la posibilidad de realizar restauraciones, que permitirían mejorar la viabilidad de la población. Aunque existe una cierta controversia sobre el valor de los AVPs en Biología de la Conservación (Ludwig 1999, Coulson *et al.* 2001), la mayor parte de los autores consideran que es una herramienta de gestión para la conservación de primera magnitud (Brook *et al.* 2000), especialmente en el ámbito de las plantas (Schemske *et al.* 1994, Menges 2000). Desafortunadamente son muy pocos los trabajos realizados con plantas en los cuales se han evaluado alternativas de manejo (Pfaff y Witkowski 2000), pero cabe esperar que su uso se generalice y extienda. Las reticencias sobre el valor de los AVPs se centran fundamentalmente en el hecho de que los datos de partida no sean de calidad (Coulson *et al.* 2001). La experiencia española está limitada a unas pocas especies, *Borderea chouardii* (García com. pers.), *Ramonda myconii* (Picó com. pers.), *Erodium paularense* (Albert *et al.* en prensa) y con alguna planta canaria como *Echium auberianum*, *Bencomia exstipulata*, *Silene nocteolens* y *Helianthemum juliae* (Bañares com. pers.). En la actualidad se están comenzando a desarrollar estudios detallados en el marco del proyecto AFA en más de cuarenta especies amenazadas que con un seguimiento adecuado pueden resultar útiles para el desarrollo de un importante número de AVPs.

Recientemente se están avanzando aproximaciones metapoblacionales, las cuales pueden ayudar a comprender la persistencia de plantas raras que tiene distribuciones en manchas o que se instalan en sitios muy concretos (yesos, serpentinas, saladares, etc.) susceptibles de ser ocupados (Menges 2000). Un concepto relativamente nuevo pero con un potencial evidente en Restauración de poblaciones es el de "hábitat adecuado y disponible mínimo" (*-Minimum Available Suitable Habitat-* Hanski *et al.* 1996) que ha sido utilizado con éxito por Quintana-Ascencio y Menges (1996) con plantas de Florida o por Valverde y Silvertown (1997) con *Primula vulgaris* en el Reino Unido.

### 6.3. ¿Cómo pueden ser contruidos estos PVAs?

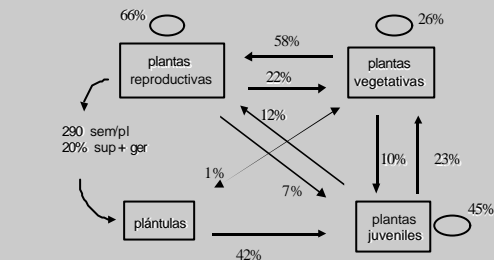
Los modelos de proyección de matrices permiten tanto la estimación de la tasa intrínseca de crecimiento de una población ( $\lambda$ ), es decir la velocidad de crecimiento (o declive) de la población,

como la identificación de cuáles son los estadios vitales que tienen más peso en el crecimiento de la población. Presentamos aquí una breve descripción del procedimiento, aunque para una información más detallada recomendamos los trabajos de Caswell (1989) para una revisión de carácter teórico o los de Menges (1999) donde se discute el interés de estas técnicas en Biología de Conservación de plantas.

Estos modelos requieren como paso previo la clasificación de los individuos en clases que reflejen el ciclo vital de la planta, por ejemplo semillas, plántulas, preadultos y adultos (**Figura 1**). Los individuos han de ser marcados y controlados para cada periodo de tiempo que se considere oportuno, normalmente un año, de manera que para dicho lapso temporal se pueda obtener un gráfico vital que sintetice todas las posibles transiciones entre las diferentes clases vitales que se hayan considerado. Así, una semilla podrá germinar y en consecuencia transformarse en una plántula, puede permanecer durmiente o finalmente puede desaparecer al ser consumida por un granívoro. Estos tránsitos pueden organizarse en una matriz de transición (A) en la cual cada término  $a_{ij}$  representa la probabilidad de que un individuo que está en la clase  $i$  en el tiempo  $t$  se incorpore a la clase  $j$  en el tiempo  $t+1$ . Esta matriz nos permitirá calcular el tamaño de la población en un momento  $t+1$ , sencillamente multiplicando la matriz de transición (A) por el vector que contenga el número de individuos en cada clase vital en el momento “ $t$ ”. Sin entrar en cuestiones algebraicas de mayor calado, resulta relativamente fácil obtener la tasa intrínseca de crecimiento de la población ( $\lambda$ ), porque es el valor propio dominante de la matriz de transición. Lógicamente, si las condiciones intrínsecas y extrínsecas de la población se mantuvieran constantes resultaría muy sencillo realizar predicciones sobre el tamaño de la población o, en términos más próximos a nuestro objetivo, sobre el riesgo de extinción. Dado que estas condiciones varían con el tiempo, si calculamos transiciones durante varios años podremos estimar la variación que estas probabilidades de tránsito pueden presentar. Tal como indicó Menges (1990), es factible introducir variación estocástica demográfica y ambiental en los modelos de proyección para que las predicciones demográficas sean más fiables.

**Figura 1** a) El seguimiento de las poblaciones permite estructurar la población en clases que presentan parámetros vitales homogéneos y obtener datos correspondientes a supervivencia, probabilidad de transición entre clases y éxito reproductivo. Datos tomados de Menges (1986) con *Pedicularis furbishiae*; b) Los parámetros vitales recogidos en la figura anterior pueden organizarse formando una matriz de transición que recoge las probabilidades de transición entre las distintas clases; c) Igualmente se pueden representar los efectivos de una población como una matriz columna que contiene el número de individuos por clase; d) El producto de la matriz de transición por la matriz con la estructura de la población en el tiempo  $n$ , permite obtener una proyección de la estructura de la población en el tiempo  $n+1$ . La proyección se puede prolongar hacia periodos de tiempo posteriores mediante sucesivos productos de la matriz de transición con las matrices de estructura de población resultantes; e) La incorporación de estocasticidad ambiental al modelo se consigue haciendo que la matriz de transición no sea constante sino que varíe de un año a otro emulando la variación ambiental. En consecuencia, un mismo modelo con unos mismo datos de partida da lugar a proyecciones futuras diferentes en la población. Proyección demográfica de la población I de *Erodium paularense* en el Valle de Lozoya para un periodo de 30 años. Valor medio, valor medio+1SD, valor medio -1 SD y valores extremos relativos a 1000 proyecciones (repeticiones) del modelo; f) Los modelos estocásticos permiten obtener estimaciones cuantitativas de la probabilidad de extinción. Estas se obtienen dividiendo el número de proyecciones que acaban en extinción dentro del periodo de tiempo considerado por el número de proyecciones totales efectuadas. En el ejemplo ficticio, la probabilidad de extinción para un periodo de 10 años es de  $2/5 = 40\%$ .

a) **Ciclo vital**



(*Pedicularis furbishiae*, Menges 1986)

b) **Matriz de transición**

A:

	Plántula	Juvenil	Vegetativa	Reproduct
Plántula	0	0	0	290 x 0.2
Juvenil	0.42	0.45	0.10	0.07
Vegetativa	0.01	0.23	0.26	0.22
Reproduct	0	0.12	0.58	0.66

DE:

c) **Matriz de estructura de la población**

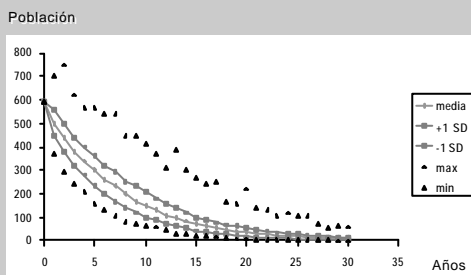
$\begin{bmatrix} 75 \\ 19 \\ 3 \\ 3 \end{bmatrix}$	plántulas juveniles vegetativas reproductivas
--	--

d) **Proyección al futuro**

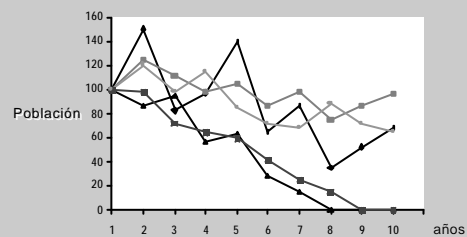
Matriz de transición	Estr. pobl. t(n)	Estr. pobl. t(n+1)
$\begin{bmatrix} 0.00 & 0.00 & 0.00 & 58.0 \\ 0.42 & 0.45 & 0.10 & 0.07 \\ 0.01 & 0.23 & 0.26 & 0.22 \\ 0.00 & 0.12 & 0.58 & 0.66 \end{bmatrix}$	$\begin{bmatrix} 75 \\ 19 \\ 3 \\ 3 \end{bmatrix}$	$\begin{bmatrix} 174 \\ 41 \\ 7 \\ 6 \end{bmatrix}$

$\times =$

e) **Proyección al futuro**



f) **Probabilidad de extinción**



El primer objetivo que podemos cubrir con este tipo de análisis es responder a la pregunta de si la población experimenta un declive demográfico o si sencillamente se trata de una población pequeña pero estable. Además la construcción de estos modelos permite *simular* cómo los cambios en alguna de las transiciones del modelo determinan cambios en la tasa de crecimiento de la población, lo cual tiene un valor enorme como herramienta de gestión de conservación. Podemos simular escenarios de gestión sin necesidad de implementarlos experimentalmente, que en condiciones de extrema rareza puede resultar muy difícil. Así, por ejemplo, podríamos ver el efecto que sobre la tasa de crecimiento de la población tiene el hecho de que aumentemos el número de semillas artificialmente. En el caso de plantas raras del género *Calochortus* dicha adición no producía ningún efecto positivo, mientras que en el caso de especies comunes de dicho género implicaba un importante incremento de la tasa de crecimiento (Fiedler 1987). Este es un ejemplo ilustrativo de cómo pueden utilizarse estos modelos.

Una extensión de este tipo de modelización es el denominado *análisis de sensibilidad*, en realidad una formalización matemática de lo que acabamos de describir. Un análisis de sensibilidad es una medida de cómo la tasa de crecimiento de la población responde a pequeños cambios en cada uno de los parámetros del modelo. Por ejemplo, cambios pequeños en la probabilidad de tránsito entre preadultos y adultos pueden determinar cambios importantes en la tasa de crecimiento (alta sensibilidad), mientras que cambios en otras transiciones pueden suponer modificaciones de la tasa de crecimiento pequeñas y se puede afirmar que su sensibilidad es más baja. Un paso hacia adelante lo constituyen los denominados *análisis de elasticidad*, los cuales son una medida de la sensibilidad proporcional, es decir, una medida del cambio relativo en la tasa intrínseca de crecimiento en función del cambio relativo de una variable de la matriz de transición (Benton y Grant 1999).

La construcción de estos modelos nos permite obtener información sobre la situación real de la planta, estimar su PVM, identificar cuáles son los estadios vitales críticos y simular escenarios de manejo o escenarios ambientales que nos faciliten la toma de decisiones sobre la gestión de conservación, entre ellas las relacionadas con la restauración. Además, cabe la posibilidad de construir modelos que consideren la existencia de la planta como un sistema metapoblacional. En este caso, las matrices de transición pueden ser consideradas submatrices dentro de una matriz de transición metapoblacional. Menges (1990), construyendo un modelo de esta naturaleza demostró que la persistencia de *Pedicularis furbishiae* no podía asegurarse protegiendo poblaciones de forma individual, si no que debía de contemplarse la existencia de corredores y de hábitats susceptibles de ser colonizados por la planta.

## 7. Desarrollo y planificación del proyecto de restauración

En primer lugar y antes de entrar en materia es necesario recopilar toda la información existente sobre restauración. Son muchas las revistas de carácter científico, especialmente fuera de nuestro país, que están interesadas en publicar trabajos de esta naturaleza, dado la necesidad que existe de acumular información básica para poder desarrollar una ciencia emergente. Además se han publicado algunas guías de actuación que pueden aportar una valiosa información (Wise y Akeroyd 1992, Bañares 1994, Falk *et al.* 1996). Es necesario rogar que se dé la máxima publicidad a los resultados que se obtengan en las actuaciones que se desarrollen en el país, aunque sean de carácter preliminar y a pesar de que hubiesen tenido escaso éxito.

Otra cuestión que debe preverse es la disponibilidad de tiempo para la preparación, ejecución y seguimiento del proyecto. El tema de la temporalidad debe contemplarse con relación a las tareas de acopio previo de información. Lo normal es que sea necesario dedicar varios años a detectar los factores que determinan el declive poblacional o la naturaleza de la rareza (construcción de AVPs, estudios de biología reproductiva, estudios genéticos, etc.), y en el mejor de los casos, alguno más para estudiar cómo realizar las actuaciones -por ejemplo cómo producir nuevas plantas en invernadero. Una vez llevada a cabo la actuación es necesario mantener un seguimiento que permita evaluar su grado de éxito durante un período de tiempo adecuado.

Otra consideración que tiene una notable relevancia es la existencia o ausencia de un marco legal propiciatorio que de cabida al proyecto, sobre todo si tenemos en cuenta los largos periodos de tiempo que son necesarios para cumplir los objetivos, o la posibilidad de desarrollar el proyecto en un espacio protegido de titularidad pública. Ya hemos comentado que en España la ley de 1989 sobre protección de la naturaleza exige el desarrollo de planes de recuperación para las especies que aparecen en el catálogo nacional de especies amenazadas. Además algunas Comunidades Autónomas han desarrollado sus propias listas y leyes de protección de la naturaleza que de una u otra forma recomiendan el desarrollo de actividades de restauración de poblaciones. Igualmente, y dado que muchas de estas actuaciones se van a desarrollar o por lo menos deberían de hacerlo en espacios protegidos, podrán disfrutar de las directrices pertinentes que hayan sido incluidas tanto en los correspondientes planes de ordenación de recursos naturales como en los planes rectores de uso y gestión del espacio.

### **7.1. Planteamiento de objetivos y evaluación del éxito**

Como hemos indicado, cada proyecto de restauración es específico, no sólo en relación con el taxon, sino también con la localidad. De la misma forma, el establecimiento de objetivos y la evaluación del éxito de la actuación también deben ser específicos (Pavlik 1996). Sin embargo, ambas cuestiones suelen ser obviadas en un elevado porcentaje de los proyectos. Tras evaluar 46 proyectos de reintroducción, Fiedler (1991) encontró criterios para evaluar el éxito en aproximadamente sólo un tercio de los trabajos. Así, como ella mismo señaló, no hay forma de saber si las actuaciones cumplieron los objetivos que se habían propuesto porque desconocemos cuáles utilizar para llevar a cabo la evaluación. Probablemente el problema estriba en la falta de un seguimiento posterior adecuado de las actuaciones (Palmer 1987) o, lo cual es más descorazonador, porque no se han definido claramente los objetivos. En nuestra opinión, resulta esencial que todo proyecto de restauración exprese de forma detallada y concisa los objetivos que pretende cumplir, especificando de forma cuantitativa y con horizontes temporales definidos las características estructurales y dinámicas que se desean conseguir para la población. Sólo de esta manera dispondremos durante la fase de seguimiento posterior a la actuación de elementos de juicio para valorar la necesidad de implementar medidas correctoras si los resultados se desvían de los objetivos previstos. De forma similar, a la conclusión del proyecto, la especificación detallada de los objetivos permitirá evaluar el éxito del mismo.

Aunque el concepto de éxito parece estar reñido con ciencias básicas como la Biología o la Ecología, su sentido en el contexto de ciencias aplicadas es indudable. El éxito de una reintroducción, al menos en el plazo temporal más corto, tendrá que ver con la capacidad de la población de minimizar el riesgo de extinción como consecuencia de la puesta en marcha de procesos biológicos básicos como son el

establecimiento, la reproducción y la dispersión (Pavlik 1994). Es decir, este éxito determinaría incrementos medibles de la tasa de crecimiento de la población y/o distribuciones espaciales mayores de estas poblaciones. Si evaluamos el éxito desde una perspectiva temporal más amplia, las poblaciones restauradas deberían ser capaces de enfrentarse a escenarios ambientales cambiantes, es decir, la población debe normalizar su capacidad evolutiva y de migración. Este planteamiento es indiscutible desde un punto de vista teórico, pero plantea dificultades a la hora de medir semejante éxito. Una alternativa es evaluar la diversidad genética, de manera que los incrementos de ésta pueden indicar un mayor potencial adaptativo, o incluso evaluar el número de microhábitats en los que aparecen los individuos. Pavlik (1996) considera la necesidad de utilizar estimadores de éxito para cada una de las cuatro variables en las que toda reintroducción debería plantear sus objetivos: a) *abundancia*, es decir, la consecución de un número de efectivos suficiente; b) *extensión*, o grado de ocupación del rango ambiental; c) *resiliencia* o adquisición de capacidad de responder a perturbaciones naturales; y d) *persistencia*, o adquisición por parte la población restaurada de la capacidad de adaptación y plasticidad evolutiva. Toda restauración debería recoger al menos dichos objetivos. Los dos primeros se pueden medir en términos temporales cortos con variables tales como el tamaño de la población, el establecimiento de nuevos individuos, el número de poblaciones y la distribución de éstas. Los otros dos corresponden a escalas temporales de mayor recorrido y se pueden evaluar con parámetros como la variación genética, la capacidad de resistencia a perturbaciones o la integración de la población en la comunidad. En la **Tabla 1** podemos ver una serie de parámetros susceptibles de ser utilizados para estimar el éxito de la reintroducción en términos temporales cortos o largos y en relación con las cuatro metas generales que se han reseñado.

Es necesario recordar que estamos hablando de éxito en sentido biológico, pero hay que tener presente que el éxito también puede ser medido en otros términos. En un caso extremo, el proyecto podría ser un fracaso en términos biológicos pero merecer la calificación de exitoso. Si el proyecto cuenta con un buen diseño experimental, la información obtenida aumenta indiscutiblemente nuestro conocimiento y puede resultar de gran valor para futuras actuaciones. Por otra parte, el cumplimiento de determinados objetivos sociales y/o políticos (educación ambiental, concienciación pública, etc.) puede, en ciertos casos, ser más importante que el cumplimiento de los objetivos puramente biológicos.

## 7.2. Selección de las localidades donde llevar a cabo las reintroducciones

Otro elemento importante es cómo elegir los sitios para realizar las reintroducciones. En primer lugar podemos considerar aquellos sitios donde se tenga constancia de que la especie ha estado presente, es decir, lo que podríamos denominar el *criterio histórico* (Fiedler y Laven 1996). Sin embargo, ni siquiera teniendo esta constancia la decisión es tan evidente. Por ejemplo, Kutner y Morse (1996) señalan como los nuevos escenarios de cambio climático pueden hacer inadecuadas las viejas localidades o, sencillamente, las localidades conocidas han podido sufrir cambios tan radicales que las hacen inadecuadas desde un punto de vista ambiental. Por otro lado, consideraciones relacionadas con la dinámica metapoblacional pueden hacer desestimar también dichas localidades históricas. Además del criterio histórico otros tres criterios han sido reconocidos como importantes a la hora de determinar el nuevo emplazamiento (Fiedler 1991, Fiedler y Laven 1996). a) El *criterio físico*, el cual básicamente recurre a una selección de índole paisajística, ha sido ampliamente utilizado. Lógicamente la escala de la percepción determinará diferentes probabilidades de éxito. Así, si la planta vive en dunas costeras se seleccionará una duna costera, pero dentro de la duna la planta puede crecer sólo en las zonas cóncavas de manera que si se plantasen en las convexas lo más probable es que hubiera un fracaso. Esto nos



lleva al segundo criterio que es b) el *criterio biológico*. Con este criterio se pretende encontrar localidades que reúnan un conjunto de condiciones ambientales, bióticas y abióticas, que se encuentren dentro del rango ecológico de la especie. Así, por ejemplo, puede que la planta objeto del proyecto requiera un polinizador específico, de tal manera que es imprescindible que en el nuevo sitio exista dicho polinizador. Otro criterio no menos importante es c) el *logístico*, el cual cubre numerosas aspectos pero del que podemos destacar el hecho de que la nueva localidad esté en un espacio protegido. A estas consideraciones, Fiedler y Raven (1996) suman con acierto la necesidad de tener en cuenta en esta decisión el tipo de rareza que presenta el taxon en cuestión. Si la rareza es de origen antrópico, el caso de muchas de las plantas de los arenales costeros mediterráneos, la calidad de los sitios disponibles va a ser muy baja como consecuencia del desarrollo urbanístico, lo cual implica una mayor dificultad en la selección. Otro elemento a tener presente es la posibilidad de que en la población reintroducida, se produzcan hibridaciones con especies próximas, factor importante en la selección de las localidades sobre las que se va a actuar.

**Tabla 1.** *Objetivos próximos y lejanos para evaluar reintroducciones de plantas amenazadas (modificado de Pavlik 1996).*

<i>Criterios</i>	<b>Objetivos próximos</b>	<b>Objetivos lejanos</b>
<i>Abundancia</i>	1.- El ciclo de la vida de la planta se completa <i>in situ</i> 2.- Incremento progresivo del tamaño efectivo de la población 3.- La distribución en clases de edad se acerca a la de las poblaciones de referencia 4.- El éxito reproductivo alcanza valores próximos a los de las poblaciones de referencia	1.- Alcanzar el tamaño de población mínima viable 2.- Mantener dicho tamaño de población
<i>Extensión</i>	1.- Dispersión mediante vectores naturales más allá del límite de la actuación 2.- Incremento en el área ocupada por la población introducida	1.- Se recupera el área histórica de la población. 2.- Las metapoblaciones consiguen ser operativas. 3.- Todas las nuevas poblaciones consiguen valores de MVP
<i>Resiliencia</i>	1.- Se maximiza la variabilidad genética  2.- La tasa de crecimiento de la población consigue ser superior a uno en alguna ocasión 3.- El banco de semillas alcanza valores de densidad y estructura semejantes a los de las poblaciones de referencia	1.- Se consiguen valores de MVP rápidamente después de las perturbaciones
<i>Persistencia</i>	1.- Se utilizan los polinizadores nativos	1.- Se maximiza la utilización de microhábitats dentro de las poblaciones. 2.- Se consiguen valores relativamente bajos de variación en el número efectivo de la población

A veces no existen sitios que cumplan todas las condiciones exigidas por los criterios antes citados. En este caso, Falk *et al.* (1996) sugieren que se proceda de forma jerárquica. Si no existen lugares que reúnan todas las condiciones, se buscaría en primera instancia un lugar que cumpla los criterios histórico y biológico o sólo este último, siempre que el lugar ambientalmente correcto esté en un espacio protegido. Si esto no fuera posible, la última alternativa es la de utilizar una localidad que presente únicamente las condiciones ambientales adecuadas para la planta. En nuestra opinión, estas últimas introducciones deberían abordarse sólo cuando el resto de alternativas se hayan mostrado inútiles y el riesgo de extinción se mantenga elevado.

La utilización de técnicas basadas en sistemas de información geográfica permite abordar el problema de la selección de las localidades de una forma sistemática y objetiva. Este tipo de aproximaciones está siendo utilizado en la selección de una nueva localidad para la población a translocar de *Narcissus cavanillesii* en el embalse de Alqueva (Draper *et al.* 2001).

### 7.3. Material vegetal de partida

A la hora de diseñar un programa de restauración de esta naturaleza son numerosas las posibilidades que desde un punto de vista técnico se disponen (Guerrant 1996) para seleccionar el material de partida (semillas, trasplantes de toda la planta, trasplantes de alguna porción – bulbos, rizomas, injertos, etc.). Sin embargo, y salvo que nos enfrentemos a situaciones excepcionales, la elección queda generalmente reducida a semillas o a plantas ya desarrolladas.

Tanto si el material se utiliza directamente en la restauración, lo que suele ocurrir en el caso de especies anuales, como si se utiliza para producir plantas, la primera cuestión a resolver tiene que ver con el origen del material: ¿material procedente de poblaciones silvestres o de poblaciones cultivadas? Parece evidente que la respuesta más adecuada es la primera y en ese sentido se han documentado caídas dramáticas de la capacidad de germinación de las semillas cuando las poblaciones son mantenidas en cultivo. Probablemente dichas caídas deben estar asociadas a una depresión por endogamia (Mistretta y Burkhart 1990, Pavlik *et al.* 1993). Dado que las condiciones ambientales de los lugares de cultivo no tienen porqué coincidir con las de los hábitats naturales, pueden darse procesos de selección de individuos durante el cultivo indeseables a la hora de proceder a utilizar el material vegetal en acciones de restauración. Sin embargo, estos efectos perniciosos pueden resultar irrelevantes desde un punto de vista técnico ante la posibilidad cierta de disponer de una cantidad de semillas que sería inimaginable si la procedencia fuera de las poblaciones naturales. Un análisis de viabilidad de poblaciones puede indicar que la retirada de semillas de la población natural presenta una repercusión enorme en la viabilidad de la población o, por el contrario, puede mostrar que el efecto de la recolección de semillas sobre la tasa de crecimiento finito de la población es despreciable y en consecuencia recomendable como punto de origen del material.

La siguiente cuestión es decidir cuál de las posibles fuentes de material silvestre es la más apropiada. Si sólo existe una población el tema parece estar resuelto, y sin embargo ni siquiera esa conclusión es definitiva. Se tiene evidencias de que pequeñas variaciones de microhabitat dentro de la población determinan potenciales evolutivos diferentes como consecuencia de presiones selectivas contrastadas, tal como recientemente hemos demostrado en el caso de *Erodium paularense* (Albert *et al.* 2001). La planta ocupa dos microhábitats que aparecen mezclados, litosuelos y fisuras de roca, siendo el funcionamiento reproductivo completamente diferente en cada uno de ellos. Sin entrar en escalas

espaciales muy pequeñas como la que señalamos, y pese al convencimiento de que la estructuración espacial a estos niveles es fundamental para conseguir éxito en la restauración, la pregunta que se plantea es qué población o poblaciones elegir para realizar una reintroducción. La solución más simple, que es la que normalmente y de una forma bastante intuitiva ha sido tomada en cuenta a la hora de desarrollar planes de restauración, es la utilización de la población más cercana. Esto ha sido formalizado y enunciado como hipótesis de la ventaja del sitio más próximo *-home-site advantage hypothesis-*. En un revelador trabajo Montalvo y Ellstrand (2000) profundizan en esta cuestión. La cercanía puede medirse en términos de distancia genética, distancia ambiental y, por supuesto, distancia geográfica. Sus resultados indican que, al menos en el caso de *Lotus scoparius*, la planta californiana con la que han trabajado, la cercanía medida en términos genéticos y secundariamente ambientales garantiza unos niveles de éxito mayores. Es más, la distancia geográfica, la cual sólo aparece levemente correlacionada con la distancia genética, es un mal estimador del sitio más cercano en términos de éxito y no predice la existencia de problemas relacionados con la depresión exogámica.

Cuando se trata de una actuación de reforzamiento y las causas del declive poblacional son meramente demográficas lo lógico es recurrir a material vegetal procedente de la misma población. No obstante, cuando el origen del problema es la falta de diversidad genética la solución es más compleja. Tanto en actuaciones de reintroducción como de reforzamiento, cabe preguntarse si debe utilizarse una o más fuentes de material vegetal. Se puede argumentar que los materiales procedentes de una localidad pueden estar mejor adaptados a determinadas condiciones ambientales y que la mezcla con otros materiales puede determinar fallos reproductivos como consecuencia de un fenómeno de depresión exogámica. Pero, también puede indicarse que la única posibilidad de tener algún éxito a largo plazo es que la nueva población adquiera toda su funcionalidad en términos evolutivos, y esto sólo es posible si los niveles de diversidad genética son relativamente altos, es decir introduciendo nuevos genotipos (Huenneke 1991, Holsinger y Gottlieb 1991). Además, determinados condicionantes específicos pueden determinar la solución, por ejemplo la existencia de algún sistema de incompatibilidad puede exigir la entrada de material exógeno para que se puedan producir semillas. Así *Hymenoxis acaulis* y su autoincompatibilidad de tipo esporofítico sólo podía ser atajada mediante la entrada de nuevos alelos de autoincompatibilidad S (De Mauro 1994). En cualquier caso necesitamos disponer de mucha más información de carácter empírico para poder establecer un marco de referencia (Barret y Kohn 1991). Parece que de nuevo nos enfrentamos a un problema de distancias genéticas y, dicho problema puede ser mucho más profundo de lo que percibimos. Aunque estamos hablando de una fuente o de varias refiriéndonos a poblaciones, son numerosas las evidencias de que existe una estructuración genética a escala intrapoblacional, algunas fáciles de detectar como pueden ser algunas variaciones de tipo ecotípico, pero otras mucho más sutiles como las determinadas por la existencia de vecindades genéticas a escalas realmente pequeñas. Un buen ejemplo lo constituye las vecindades genéticas que hemos detectado en el caso de *Antirrhinum mycrophyllum* (Torres *et al.* datos no publicados) o los procesos microevolutivos encontrados en el seno de una población de *Erodium paularense* (Albert *et al.* 2001).

La utilización de *semillas* como material de partida presenta ventajas de tipo logístico y proporciona un material genéticamente diverso apropiado para este tipo de operaciones (**Foto 4**). Sin embargo, la supervivencia del material introducido puede ser inferior que cuando se utilizan plantas desarrolladas. Existen numerosas técnicas concienzudamente detalladas en numerosos libros de Ecología de la Restauración que informan sobre las diversas formas de sembrar y disponer las semillas. La otra alternativa es recurrir a *plantaciones*. En realidad el abanico de posibilidades es amplio: plantas completas que pueden plantarse desnudas o con suelo, fragmentos que corresponden a propágulos

naturales de reproducción asexual como bulbillos, plantas disponibles como consecuencia de la capacidad de crecimiento vegetativo de la planta como son trozos de rizoma, o plantas procedentes de métodos mucho más especializados como son los obtenidos mediante técnicas de cultivo *in vitro*. Los beneficios o dudas que nos plantea el uso de un tipo de material u otro distan mucho de estar evaluadas experimentalmente y además, cada especie impone una serie de limitaciones biológicas y operativas que hacen que las generalizaciones resulten cuando menos complicadas (Falk 1996). Por ejemplo, cabría plantear como una recomendación difícilmente cuestionable que el uso de material de origen clonal debe ser evitado, dado que las poblaciones restauradas se enfrentarán a una posible depresión por endogamia. No obstante, esta consideración puede resultar irrelevante si la reproducción natural de la planta es predominantemente vegetativa o si se trata de especies autóгамas con escasa diversidad intrapoblacional. Además, si el problema determinante es de índole demográfica, los beneficios de la utilización de este tipo de material pueden contrarrestar las consabidas limitaciones genéticas.

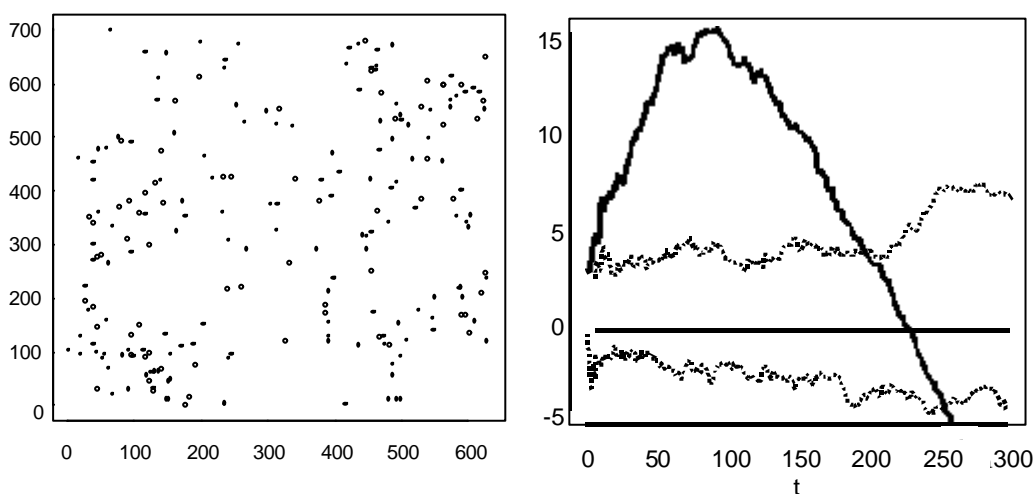
#### 7.4. Tamaño y número de poblaciones a crear

Una cuestión que merece ser tenida en cuenta y que fue propuesta ya por Guerrant (1996) es qué tamaño tiene que tener la población a reintroducir. Si la población es muy pequeña el principal riesgo a corto plazo es que sea eliminada como consecuencia de algún condicionante ambiental, y a largo plazo que la extinción tenga lugar debido a una erosión de la diversidad genética por deriva genética y la aparición de depresión endogámica. La incidencia de la deriva genética está correlacionada con el tamaño de la población. En realidad, más que el tamaño total de la población lo realmente crucial es el tamaño efectivo de la población ( $N_e$ ), el cual generalmente es menor que su tamaño real. El problema una vez más tiene que ver con la dificultad de estimar ese tamaño efectivo, que sería el tamaño de una población equivalente que cumple una serie de condiciones como equilibrio entre sexos y la existencia de cruzamientos al azar entre todos los individuos de la población. Los tamaños efectivos en plantas pueden llegar a ser mucho menores que los tamaños reales, de manera que poblaciones relativamente grandes pueden sufrir un empobrecimiento genético por deriva genética. La única solución es que las reintroducciones sean tan grandes como la disponibilidad de material y las limitaciones logísticas permitan. Además, cuanto mayor sea el tamaño mayor será el poder estadístico del que dispondremos para responder a las cuestiones experimentales que nos planteemos en relación con las actuaciones. Los valores de mínima población viable que dispongamos del estudio preliminar constituirán un referente de primer orden. No obstante, Mehrhoff (1996) afirma que el número de individuos que se introducen no tiene una gran trascendencia y recoge numerosos ejemplos hawaianos en los dos extremos. Afirma que el problema tiene que ver con el desconocimiento que tenemos en todos los casos sobre la biología de establecimiento de estas plantas.

Otra cuestión a plantear es determinar el número de poblaciones que es necesario establecer. Todo el proceso de restauración está sometido a un elevado nivel de incertidumbre, de manera que pese a que se hayan cubierto todos los pasos y el proyecto tenga *a priori* una elevada probabilidad de éxito, se pueden producir fracasos. Ante esta tesitura la recomendación es establecer varias poblaciones y, en la medida de las posibilidades, articularlas como una metapoblación. Las ventajas alcanzan incluso al hecho de que este tipo de planificación da cabida a la evaluación de hipótesis mucho más sofisticadas que sólo permite la implementación de diseños de esta naturaleza.

### 7.5. Estructura espacial de las plantas reintroducidas

Aunque no se recoge en la bibliografía sería interesante imitar los patrones espaciales de los individuos de las poblaciones existentes (si existieran) en las nuevas plantaciones. De la misma manera, sería recomendable durante la fase de evaluación preliminar la construcción de patrones bivariados con los elementos más conspicuos de la comunidad para que estos sean imitados en la plantación. Se trata de detectar la existencia de patrones de agregación o de repulsión en relación con otros elementos de la comunidad. Si se ha desarrollado un estudio de biología de reclutamiento de la planta, es posible obtener información relevante sobre las interacciones bióticas que subyacen en esos patrones de agregación o repulsión. Por ejemplo, si durante el establecimiento la planta requiere de la existencia de una relación de facilitación con alguna otra planta de la comunidad en concreto para garantizar su supervivencia, será necesario recrear esta relación durante la plantación. Exactamente igual si detectamos una repulsión lo cual, con toda probabilidad, nos estaría informando de la posible existencia de una relación de competencia. El desarrollo de funciones de densidad que utilizan la varianza de todas las distancias punto a punto, como la función K de Ripley (ver Ripley 1981), ofrecen una herramienta potente para el estudio de patrones de distribución. Únicamente es necesario conocer la posición de cada individuo lo cual, hoy en día resulta sencillo mediante la utilización de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS) o técnicas topográficas alternativas. En la **Figura 2** podemos ver un ejemplo en el que se observa un patrón de agregación que presentan los individuos de *Helianthemum squamatum* en comunidades gipsícolas del centro de la Península Ibérica.



**Figura 2.** En el cuadro izquierdo podemos ver la localización de los individuos de *Teucrium pumilum*, un endemismo gipsícola del centro de la Península, en una parcela situada en las inmediaciones de Chinchón (Madrid). Las ordenadas corresponden a la posición norte-sur en centímetros. El gráfico de la derecha representa la función univariada de densidad  $L(t)$  para círculos de radio conocido ( $t$ ). La línea discontinua señala aquellos valores que tomaría la función de densidad si la distribución fuera aleatoria con una confianza del 95%. Los resultados indican que existe un patrón de agregación en valores próximos a los 100 cm de radio centrados en cada individuo.

## 7.6. Seguimiento

La única forma de evaluar el éxito de una actuación de restauración es mediante un sistema de seguimiento (Sutter 1996). Este autor señala cuatro criterios para establecer un programa de seguimiento de una reintroducción. El programa debe suministrar la suficiente cantidad de información como para evaluar con seguridad los objetivos. La técnica de recolección de datos tiene que ser repetible. El programa debe extenderse en el tiempo lo suficiente como para obtener información de todo el proceso de reintroducción, desde los objetivos que se deberían cubrir a corto plazo hasta los que exijan periodos de tiempo mucho mayores. El cuarto criterio es que el programa debe cubrir los objetivos con eficacia. Entre los parámetros que dicho autor indica como de evaluación imprescindible están el número de individuos introducidos en la población, el reclutamiento de nuevos individuos, el funcionamiento de la comunidad y el ecosistema y la variabilidad genética de la población recreada (Foto 5).

Tal como hemos insistido, estos proyectos deben ser planteados en términos experimentales (Falk *et al.* 1996), de manera que el seguimiento es una consecuencia directa de este planteamiento. Además, los programas de seguimiento pueden ser contemplados como una herramienta más de restauración, dado que pueden permitir mejorar de forma iterativa un protocolo de reintroducción cuando se detecte que los objetivos previstos no se han cumplido.

## 7.7. Otras consideraciones

Existen más aspectos que han de ser tenidos en cuenta a la hora de plantear y diseñar los proyectos de restauración de poblaciones. Por ejemplo, una vez identificados los factores que determinan el declive de la especie, se deben tomar medidas correctoras para minimizarlos o eliminarlos antes de ningún movimiento. En este sentido es necesario desterrar algunos mitos que se aplican de forma generalizada, como los relacionados con el supuesto efecto pernicioso del herbivorismo y que, como todos lo demás, deben ser evaluados experimentalmente en cada caso. En un reciente trabajo realizado con *Erodium paularense* hemos podido comprobar cómo este efecto no puede ser separado de la competencia interespecífica, de manera que aunque tomado de forma aislada pueda parecer que el herbivorismo produce un efecto negativo, en términos globales y a una escala temporal no muy larga puede constituir un factor clave para explicar la viabilidad de la especie (Albert *et al.* 2001).

Quisiéramos recordar que probablemente una de las decisiones más importantes y que suele ser pasada por alto es qué tipo de restauración se debe abordar, una reintroducción, una introducción en una nueva localidad o un reforzamiento. Si bien es cierto que esta cuestión constituye la base del proceso de implementación del proyecto de restauración, no es menos cierto que a veces queda soslayada por imposiciones de tipo administrativo, político o estratégico.

Es necesario tener presente que el objetivo último de una reintroducción es que la población recupere toda su funcionalidad como un elemento más de la comunidad ecológica (White 1996, Sutter 1996). Entre los aspectos que hay que evaluar y exigirán la participación de expertos, encontramos los de polinización, dispersión, establecimiento de relaciones con microorganismos del suelo, respuesta a perturbaciones naturales, interacciones bióticas con otras plantas y respuesta de nuestra planta a la dinámica de la comunidad, entre otros.

## **8. Conclusiones**

La disciplina de la reintroducción de plantas está comenzando a dar sus primeros pasos, de manera que no disponemos de un marco conceptual y un protocolo a seguir para el desarrollo de los proyectos de restauración. Es más, la IUCN (1998) indica que la restauración de poblaciones es una herramienta potente de conservación, pero que mal desarrollada puede producir problemas de consecuencias imprevisibles. Estas incertidumbres hay que extenderlas al ámbito de la mitigación donde las dudas son si cabe mucho mayores.

Todo ello hace que los proyectos de esta índole deban ser planteados en términos prácticamente experimentales, máxime si como ocurre aquí en España, los proyectos desarrollados han sido muy pocos. Es importante que los resultados se comuniquen tanto a la comunidad científica como, sobre todo, a los gestores de conservación, a medida que se vayan superando los hitos que previamente se hayan marcado al establecer los objetivos.

Debemos tener siempre presente la necesidad de que, antes de comenzar cualquiera de estos proyectos, se disponga de una amplio conocimiento de la planta con la que se va a operar, información corológica, ecológica y genética y, a ser posible, desarrollo de modelos demográficos con un número razonable de transiciones (AVPs), que nos permitan simular diferentes escenarios ambientales y de manejo, incluyendo el efecto de una restauración.

Finalmente, queremos resaltar el interés de que estos proyectos prevean la financiación de la actuación en sí misma y también la constitución de un órgano independiente, ya sea de la administración o no, que vele por el cumplimiento de todos los pasos del proyecto.

## **Agradecimientos**

Este trabajo es resultado al menos parcialmente de la actividad desarrollada por el grupo de Biología de la Conservación de Plantas Mediterráneas de la UPM y la URJC. Agradecemos la revisión del manuscrito llevada a cabo por parte del Dr. Olano de la Universidad de Valladolid, A.L. Luzuriaga de la URJC, y especialmente, del Dr. Rey Benayas de la Universidad de Alcalá. El trabajo se benefició parcialmente del proyecto REN 2000-0254-P4-03.

## **Bibliografía**

- A.A.V.V. 2000. Lista roja de la flora vascular española. *Conservación Vegetal* **6**: 1-37.
- Anonymous, 1999. Estrategia española para la conservación y uso sostenible de la diversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Albert, M.J., Escudero, A. y J.M. Iriondo. 2001. Female reproductive success of narrow endemic *Erodium paularense* in contrasting microhabitats. *Ecology* **82**: 1734-1747.
- Arteaga, A., Aldezabal, A. y J. Loidi. 1999. Catálogo vasco de especies amenazadas de la flora silvestre y marina: el caso particular de *Armeria euscadensis*, endemismo de la costa vasca. *Conservación Vegetal* **4**: 6-7.
- Bañares, A. 1994. Recuperación de la flora amenazada en los parques nacionales canarios: metodología para su planificación y ejecución. *Ecología* **8**: 227-244.

- Bañares, A., Marrero, M., Carqué, E. y P. Sosa. 2001 Biología de la conservación de la flora amenazada en los parques nacionales canarios. Páginas 35-62 *In* Gómez-Campo, C. editor. Conservación de Especies Amenazadas en la Región Mediterránea Occidental. Una perspectiva desde el fin de siglo. Fundación Ramón Areces. Madrid.
- Barreno, E. y col. 1984. Listado de plantas endémicas, raras o amenazadas en España. Información Ambiental, MOPU **3**: 49-72.
- Barret, S.C.H. y R. Kohn. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. Páginas 1-10 *In* Falk, D.A. y K.E. Holsinger, editores Genetics conservation of rare plants. Oxford University Press, Oxford.
- Benton, T.G. y A. Grant. 1999. Elasticity analysis as an important tool in evolutionary and population ecology. Trends in Ecology and Evolution **14**: 467-471.
- Berg, K.S. 1996. Rare plant mitigation: a policy perspective. Páginas 279-292. *In* Falk, D.A., Miller, C.I. y M. Olwell, editores. Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press. Washington DC.
- Bosch, M., Simon, J., Molero, J. y C. Blanché 1998. Reproductive biology, genetic diversity and conservation of the rare endemic dysploid *Delphinium bolosii* (Ranunculaceae). Biological Conservation **86**: 57-66.
- Bowles, M.L. y C.J. Whelan. 1994. Restoration of endangered species: conceptual issues, planning and implementation. Cambridge University Press. Cambridge.
- Brook, B.N., O'Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akcayaka, H.R. y R. Frankham. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. Nature **404**: 385-387.
- Calero, C., Ibañez, O., Mayol, M. y J.A. Roselló. 1999. Random amplified polymorphic DNA (RAPD) markers detect a single phenotype in *Lysimachia minoricensis* J.J. Rodr. (Primulaceae), a wild extinct plant. Molecular Ecology **8**: 2133-2136.
- Caswell, H. 1989. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Caughley, J.G. 1994. Directions in conservation biology. Journal of Animal Ecology **63**: 215-244.
- Center for Plant Conservation (CPC) 1991. Genetic sampling guidelines for genetic variation in ex situ collections of endangered plants. *In* Falk, D.A. y K.E. Holsinger, K.E., editores. Genetics and conservation of rare plants. Oxford University Press, NY.
- Coulson, T., Mace, G.M., Haddon, E. y Possingham, H. 2001. The use and abuse of population viability analysis. Trends in Ecology and Evolution **16**: 219-221.
- DeMauro, M.M. 1994. Development and implementation of a recovery program for the federally threatened lakeside daisy (*Hymenoxys acaulis* var. *glabra*). *In* Bowles, M. y C.J. Whelan, editores. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dodson, A.P., Bradshaw, A.D. y A.J.M. Baker. 1997. Hopes for the future: Restoration Ecology and conservation biology. Science **277**: 515-522.
- Draper, D., Roselló-Graell, A. y J.M. Iriondo. 2001. A translocation action in Portugal: Selecting a new location for *Narcissus cavanillesii* A. Barra y G. López. Proceedings of the III Planta Europa Conference (en prensa).
- Escudero, A., Iriondo, J.M. y M.E. Torres. 2002. Spatial analysis of genetic diversity as a tool for plant conservation. Biological Conservation (en prensa).
- Falk, D.A. y K. Holsinger. 1991. Genetics and conservation of rare plants. Oxford University Press, NY.
- Falk, D.A., Millar, C.I. y M. Olwell M. 1996. Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press. Washington, DC.



- Fiedler, P.L. 1987. Life history and population dynamics of rare and common mariposa lilies (*Calochortus* . Liliaceae). *Journal of Ecology* **75**: 977-995.
- Fiedler, P.L. 1991. Mitigation related transplantation, relocation, and reintroduction projects involving endangered, threatened and rare plant species in California. Report of the California Department of Fish and Game, endangered plant program, Sacramento, CA.
- Fiedler, P.L. y Laven, R.D. 1996 Selecting reintroduction sites. Páginas 157-170. *In* Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.
- Fraga, P. 2000. Intentos de reintroducción de *Lysimachia minoricensis* J.J. Rodr. en Menorca. *Conservación Vegetal* **5**: 12.
- Fraga, P, Vicens, M. y J.L. Gradaille. 2001. Re-introduction of *Lysimachia minoricensis* in Minorca, Balearic Islands. *Re-introduction News* **20**: 21.
- García, M.B. 1997. *Borderea chouardii*, la primera planta española con un plan de recuperación. *Quercus* **134**: 31-34.
- Gilfedder, L., Kirkpatrick, J.B. y S. Wells. 1997. The endangered Tunbridge Buttercup (*Ranunculus prasinus*): ecology, conservation status and introduction to the Township Lagoon Nature Reserve, Tasmania. *Australian Journal of Ecology* **22**: 347-351.
- Given, D.R. 1994. Principles and practice of plant conservation. Timber Press, Portland, OR.
- Gómez-Campo, C. 1987. Libro Rojo de las especies vegetales amenazadas de España Peninsular e Islas Baleares. ICONA, Madrid.
- Gómez-Campo, C. 1996. Libro Rojo de las especies vegetales amenazadas de las islas Canarias. Gobierno de Canarias/ICONA, Madrid.
- Gómez-Campo, C. 1997. In-situ conservation of threatened plant species in Spain. *Lagascalia* **19**: 33-44.
- Gordon, D. 1994. Translocation of species into conservation areas: a key for resource managers. *Natural Areas Journal* **14**: 31-37.
- Gordon, D. 1996. Experimental translocation of the endangered shrub *apalachicola* rosemary *Conradina glabra* to the Apalachicola Bluffs and ravines Preserve, Florida. *Biological Conservation* **77**: 19-26.
- Gradaille, J.L. 2001. Integración de métodos in situ y ex situ en la conservación de la flora balear. Páginas 175-197. *In* Gómez-Campo, C. editor. *Conservación de especies vegetales amenazadas en la región Mediterránea occidental: Una perspectiva desde fin de siglo*. Fundación Ramón Areces. Madrid.
- Guerrant, E.O. 1996. Designing populations demographic, genetic, horticultural dimensions. Páginas 171-207. *In* Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.
- Hall, L.A. 1987. Transplantation of sensitive plants as mitigation for environmental impacts. *In* Elias T., editor *Conservation and management of rare and endangered plants*. California Native plant society. Sacramento.
- Hanski, I., Moilanen ,A. y M. Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* **147**: 527-541.
- Holsinger, K.E. y L.D. Gottlieb. 1991. Conservation of rare and endangered plants: principles and prospects. Páginas 195-208. *In* Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.
- Howald, A.M. 1996. Translocation as a mitigation strategy: lessons from California. Páginas 293-330. *In* Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.

- Huenneke, L.F. 1991. Ecological implications of genetic variation in plant populations, páginas 11-23. In Falk, D.A. y Holsinger, K.E., editores. Genetics conservation of rare plants. Oxford University Press, Oxford.
- Ibáñez, O., Calero, C., Mayol, M. y J.A. Roselló. 1999. Isozyme uniformity in a wild extinct insular plant, *Lysimachia minoricensis* J.J. Rodr. (Primulaceae). *Molecular Ecology* **8**: 813-817.
- Iriondo, J.M. y 10 autores más. 2001. Atlas de flora amenazada. Manual de metodología de trabajo corológico y demográfico. Documento inédito.
- Jordan, W.R., Gilpin, M.E. y J.D. Aber. 1987. Restoration Ecology. Cambridge University Press. Cambridge.
- Kutner, L.S. y Morse, L.E. 1996. Reintroduction in a changing climate. Páginas 23-48. In Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press. Washington DC.
- Laguna, E., Ballester, G., Fabregat, C., Olivares, A., Serra, L., Deltoro, V., Perez-Botella, J., Perez-Rovira, P. y J. Ranz. 2001. Plant micro-reserves: a new model of micro protected areas, Spain. *Reintroduction News* **20**:19-21.
- Ludwig, D. 1999. Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* **80**: 298-310.
- Mace, G.M. y R. Lande. 1991. Assessing extinction threats: towards a reevaluation of IU threatened species categories. *Conservation Biology* **5**: 148-157.
- Machado, A. 1989. Planes de recuperación de especies. *Ecología* **3**: 23-41.
- Marrero-Gómez, M.V., Arévalo, J.R., Bañares-Baudet, A. y E. Carqué. 2000. Study of the establishment of the endangered *Echium acanthocarpum* (Boraginaceae) in the Canary Islands. *Biological Conservation* **94**: 183-190.
- Martín, J.P. y J.E. Hernández Bermejo. 2000 Genetic variation in the endemic and endangered *Rosmarinus tomentosus* Huber-Morath and Maire (Labiatae) using RAPD markers. *Heredity* **85**: 434-443.
- Martín, C. M.E. González-Benito y J.M. Iriondo 1997 Genetic diversity within and among populations of a threatened species: *Erodium paularense* Fern. Gonz. y Izco. *Molecular Ecology* **6**: 813-820
- Martín, C., González-Benito, M.E. y J.M. Iriondo. 1999. The use of genetic markers in the identification and characterization of three recently discovered populations of a threatened plant species. *Molecular Ecology* **8**: 531-540
- Mateu-Andrés, I. 1999. Allozymic variation and divergence in three species of *Antirrhinum* L. (Scrophulariaceae- Antirrhineae). *Botanical Journal of the Linnean Society* **121**: 187-199.
- Maunder, M. 1992. Plan reintroduction: an overview. *Biodiversity and Conservation* **1**: 51-61.
- McDonald, C.B. 1996. The regulatory and policy context. Páginas 87-100. In Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press. Washington DC.
- McEachern, A.K., Bowles, M.L. y N.B. Pavlovic. 1994. A metapopulation approach to Pitcher's thistle (*Cirsium pitcheri*) recovery in southern Lake Michigan sand dunes. Páginas 194-218. In Bowles, M.L. y C.J. Whelan, editores. Restoration of endangered species. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mehrhoff, L.A. 1996. FOCUS: reintroducing endangered Hawaiian plants. Páginas 101-120. In Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants. Island Press. Washington DC.
- Menges, E.S. 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* **4**: 52-62.
- Menges, E.S. 2000. Population viability analysis in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 51-56.

- Mistretta, O. y B. Burkhart. 1990. San Diego Thornmint: Propagation, cultivation provides clues to ecology of endangered species (California). *Restoration & Management Notes* **8**: 50.
- Montalvo, A. y N.C. Ellstrand. 2000. Transplantation of the subshrub *Lotus scoparius*: testing the home-site advantage hypothesis. *Conservation Biology* **14**: 1034-1045.
- Montalvo, A., Williams, S.L., Rice, K.J., Buchmann, S.L., Cory, C. y cuatro autores más 1997. Restoration biology : a population perspective. *Resttoration ecology* **5**: 277-290.
- Morgan, J.W. 1999. Have tubestock plantings successfully established populations of rare grassland species into reintroductions sites in western Victoria? *Biological Conservation* **89**: 235-243.
- Morillo, C. y C. Gómez-Campo. 2000. Conservation in Spain: 1980-2000. *Biological Conservation* **95**: 165-174.
- Navarro, L. y J. Guitián. 2002. The role of floral biology and breeding system on the reproductive success of the narrow endemic *Petrocoptis viscosa* Rothm. (Caryophyllaceae). *Biological Conservation* **103**: 125-132.
- Newton, A.C., Allnutt, T.R., Gillies, A.C.M., Lowe, A.J. y R.A. Ennos. 1999. Molecular phylogeography, intraespecific variation and the conservation of tree species. *Trends in Ecology and Systematics* **14**: 140-145.
- Palacios, C. y F. González-Candelas. 1997a. Analysis of population genetic structure and variability using RAPD markers in the endemic and endangered *Limonium dufourii* (Plumbaginaceae). *Molecular Ecology* **6**: 1107-1122.
- Palacios, C. y F. González-Candelas. 1997b Lack of genetic variability in the rare and endangered *Limonium cavanillesii* (Plumbaginaceae) using RAPD markers. *Molecular Ecology* **6**: 671-676.
- Palmer, M.E. 1987. A critical look at rare plant monitoring in the United States. *Biological Conservation* **39**: 113-127.
- Pavlik, B.M. 1994. Demographic monitoring and the recovery of endangered plants. In Bowler, M. y C. Whelin, editores. *Recovery and restoration of endangered species: conceptual issues, planning, and implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pavlik, B.M. 1996. Defining and measuring success. Páginas 127-255. In Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.
- Pavlik, B.M., Nickrent, D.L. y A.M. Howald. 1993. The recovery of an endangered plant I. Creating a new population of *Amsinkia grandiflora*. *Conservation Biology* **7**: 510-526.
- Pfab, M.F. y E.T.F. Witkowski. 2000. A simple population viability analysis of the critically endangered *Euphorbia clivicola* R.A. Dyer under four management scenarios. *Biological Conservation* **96**: 263-270.
- Prentice, H. 1984. Enzyme polymorphism, morphometric variation and population structure in a restricted endemic, *Silene diclinis* (Caryophyllaceae). *Biological Journal of the Linnean Society* **22**: 125-143.
- Primack, R.B. 1996. Lessons from ecological theory: dispersal, establishment, and population structure. Páginas 209-234. In Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.
- Primack, R.B. 1998. *Essentials of conservation Biology* (2<sup>nd</sup> ed.). Sinauer associates. Sunderland. MA.
- Primack, R.B. y B. Drayton. 1997. The experimental ecology of reintroduction. *Plant Talk* october: 26-28.
- Quintana-Ascencio, P.F. y E.S. Menges. 1996. Inferring metapopulation dynamics from patch level incidence of Florida scrub plants. *Conservation Biology* **10**: 1210-1219.
- Ripley, B.D. 1981. *Spatial statistics*. Wiley, New York, USA.

- Rowland, J. y M.A. Maun. 2001. Restoration ecology of an endangered plant species: establishment of new populations of *Cirsium pitcheri*. *Restoration Ecology* **9**: 60-70.
- Saíñz-Ollero, H. y E. Hernández-Bermejo. 1979. Experimental reintroductions of endangered plant species in their natural habitats in Spain. *Biological Conservation* **15**: 195-207.
- Saíñz-Ollero, H., Franco, F. y J. Arias. 1996. Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón.
- Schemske, D.W., Husband, B.C., Ruckelshaus, W.H., Goodwillie, C., Parker, I.M. y J.G. Bishop. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* **75**: 584-606.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* **36**: 647-651.
- Simon, J., Bosch, M., Molero, J. y C. Blanché. 2001. Conservation biology of the Pyrenean larkspur (*Delphinium montanum*): a case of conflict of plant versus animal conservation? *Biological conservation* **98**: 305-314.
- Simón, J.C. 1994. La flora vascular española, diversidad y conservación. *Ecología* **8**: 203-225.
- Snow, A.A. y P.G. Parker. 1998. Molecular markers for population biology. *Ecology* **79**: 359-360.
- Soulé, M. 1986. *Conservation Biology: The Science of scarcity and diversity*. Sinaur associates, Sunderland. MA.
- Sutter, R.D. 1996. Monitoring. Páginas 235-264. *In* Falk, D.A., Miller, C.I., y M. Olwell, editores. *Restoring diversity: Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press. Washington DC.
- Torres, E., Iriondo, J.M. y C. Pérez. 2002. Vulnerability and determinants of reproductive success in the narrow endemic *Antirrhinum mycophyllum* (Schrophulariaceae). *American Journal of Botany* (en prensa)
- UICN, 1998. Guidelines for reintroducción. Suiza.
- Valverde, T. y J. Silvertown. 1997. A metapopulation model for *Primula vulgaris*, a temperate forest understory herb. *Journal of Ecology* **85**: 193-210.
- Van Diggelen, R., Grootjans, A.P. y J.A. Harris. 2001. Ecological restoration: state of the art or state of the science *Restoration Ecology* **9**: 115-118.
- Verhoeven, J.T.A. 2001. Ecosystem restoration for plant diversity conservation. *Ecological Engineering* **17**: 1-2.
- Wise, P.S. y J.R. Akeroyd. 1992. A study on the guidelines that should be followed in the design of Plant Conservation Recovery Plans. Botanic Gardens Conservation International. Council of Europe. Strassbourg.
- Young, T.P. 2000. Restoration biology. *Biological Conservation* **92**: 73-83.
- Zelder, P.H., Frazier, C.K. y C. Black. 1993. Habitat creation as a strategy in ecosystem preservation: An example from vernal pools in San Diego county. *Proceedings of the Symposium Interface between ecology and land development in California*. Los Angeles Southern California Academy of Sciences.